



Surhet och försurning i vattendrag i ett variabelt landskap.

av

Jens Fölster, Johan Temnerud, Martin Erlandsson

Institutionen vatten och miljö
SLU
Box 7050
SE 750 07 Uppsala

Surhet och försurning i vattendrag i ett variabelt landskap

ISSN 1403-977X

Sammanfattning

- Inom miljömålet ”Bara naturlig försurning” finns ett delmål som avser andel försurad sträcka vattendrag. Detta går inte att följa upp i nuläget. Det saknas en databas över vattendrag som omfattar även små vattendrag. Slumpmässig yttäckande provtagning av vattendrag har hittills bara genomförts i medelstora vattendrag.
- I Riksinventeringen 1995 var sjöar i genomsnitt surare och hade lägre TOC än vattendrag med samma avrinningsområdesstorlek. Skillnaden i surhet kan bero på att proverna representerar avrinningen vid ett specifikt tillfälle i vattendragen, medan sjöproverna integrerar avrinningen från en längre tidsperiod, vars längd är beroende av sjöns omsättningstid. Skillnaden i TOC kan bero på retention av organiskt material i sjöarna.
- En bedömning av andelen försurad rinnsträcka i Sverige gjordes baserat på den synoptiska sjöinventeringen 2005, ett förslag till nya Bedömningsgrunder för försurning och en nyligen framtagna vattendragsdatabas. Enligt bedömningen var 8,7 % av rinnsträckan försurad. Om kalkpåverkade vatten korrigerades för kalkpåverkan och inkluderades i bedömningen var 10,7 % av rinnsträckan försurad. En begränsning av delmålet till att bara gälla vattendrag med avrinningsområde $> 2 \text{ km}^2$ leder till att 5,1 % av rinnsträckan är försurad, om kalkade försurade vattendrag inkluderas.
- Sambandet mellan pH i uppströms och nedströms vattendrag studerades i ett antal avrinningsområden. Generellt minskade medianvärdet för pH med minskande avrinningsområde.
- Variabiliteten av pH berodde enbart på avrinningsområdets storlek med kraftigt ökande variabilitet med minskande avrinningsområde. Det var inget samband mellan genomsnittligt pH-värde och variabiliteten. Det var heller ingen skillnad i variabilitet mellan avrinningsområdena för vattendrag inom samma storleksklass.
- Fördelningen av i små vattendrag pH kunde modelleras från pH i en nedströms punkt utifrån sambandet mellan medelvärde och standardavvikelse för pH i olika storleksklasser. Modellen underskattade de lägsta pH-värdena då hänsyn inte togs till skevheten.

Innehållsförteckning

Bakgrund	5
Dataunderlag	6
Nationell miljöövervakning i vattendrag.....	6
Synoptiska studier i avgränsade avrinningsområden	7
Försurningsbedömning.....	8
Kan sjökemi representera vattendragaskemi?.....	9
Jämförelse av sjökemi och vattendragaskemi i riksinventeringarna.....	9
Är höstprov mer välbuffrade än ett flödesvägt medelvärde?	11
Är sjörika regioner surare än andra?	12
Interna processer i sjöar.....	14
Skillnad mellan storleksfördelningen av sjöarna och vattendragen i jämförelsen	14
Sammanfattning av bedömning av vattendragsförsurning utifrån sjökemi.....	15
Bedömning av försurningspåverkan i Sveriges vattendrag uppskattat från sjökemin i sjöinventeringen 2005.	16
Beräkningsmetodik.....	16
Utfallet av beräkningen för 2005.....	16
Betydelse av indelningen i storleksklasser	17
Försurningsutvecklingen 1995-2005	18
Jämförelse mellan RI vattendrag och beräkning av försurning ur RI sjöar.....	19
Uppskattning av försurningspåverkan i små vattendrag utifrån nedströms provpunkter.....	21
Samband mellan uppströms och nedströms pH	21
Betydelse av avrinningsområdets storlek	23
Validering.....	26
Surhetsklassning av mindre vattendrag med RI vattendrag	28
Försurningsbedömning.....	29
Avslutande kommentarer	31
Referenser.....	32

Bakgrund

I miljömålet Bara naturlig försurning ingår ett delmål som avser andelen försurade sjöar och vattendrag. Enligt delmålet ska mindre än 5 % av antalet sjöar och 15% av sträckan rinnande vatten vara försurade år 2010 (Naturvårdsverket, 2003). Delmålet för sjöar har kunnat följas upp genom Riksinventeringar av sjöar som omfattar stratifierade slumpmässiga urval av sjöar ur SMHI:s sjöregister (Wilander m fl, 1998, Wilander m fl, 2003, Wilander och Fölster, 2007). För vattendragen är uppföljningen betydligt svårare. I Riksinventeringarna 1995 och 2000 ingick visserligen 700 slumpmässigt utvalda vattendrag, men bara i storleksområdet 10 – 250 km². Därmed omfattas inte huvuddelen av rinnsträckan som utgörs av små vattendrag och som troligen är mer försurningspåverkade än de större vattendragen.

Uppföljningen av delmålet för vattendrag är en stor utmaning med tanke på den stora variationen i tid och rum för försurningspåverkan i vattendrag. Inför den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2003 (Naturvårdsverket, 2003) gjordes en grov uppskattning av andelen försurad rinnsträcka (Erlandsson, 2003). Där användes resultat från sjöarna för att uppskatta försurningsstatus i vattendrag mindre än 10 km². En stor osäkerhet i den bedömningen är att det saknades en beskrivning av Sveriges vattendragssystem motsvarande SMHI:s register för sjöar. Ett sådant system skulle omfatta en databas över alla Sveriges permanenta vattendrag nätverksbildade och med avrinningsområdesstorlek bestämd för varje delsträcka.

För att öka kunskapen om försurningspåverkan och för att kunna göra en förbättrad uppföljning av miljömålet för försurning i nästa fördjupade utvärdering initierade Naturvårdsverket en rad utvecklingsprojekt. En stor del av arbetet gick ut på att skapa en simulerad databas över samtliga vattendrag i Sverige med uppgifter om avrinningsområdesstorlek och inbördes koppling (Nisell m fl, 2007). I föreliggande rapport redovisas ett antal fördjupningar av de ansatser som presenterades av Erlandsson (2003) och som avser den rumsliga variationen av försurningspåverkan. En bättre underbyggd uppskattning av andelen försurad rinnsträcka presenteras baserat på sjöinventeringen 2005 (Wilander och Fölster, 2007), ett förslag till nya Bedömningsgrunder för försurning (Fölster, 2007) och den nätverksbildade vattendragsdatabasen VSQ (Nisell m fl, 2007). Vidare görs en granskning av rimligheten att använda sjökemi för bedömning av vattendrag. Därefter redovisas en utveckling av en metod för att beräkna en fördelning av vattenkemin i små vattendrag utifrån nedströms mätningar. Avslutningsvis identifieras behov av ökad kunskap för att kunna ge en tillfredsställande beskrivning av försurningspåverkan i Sveriges vattendrag.

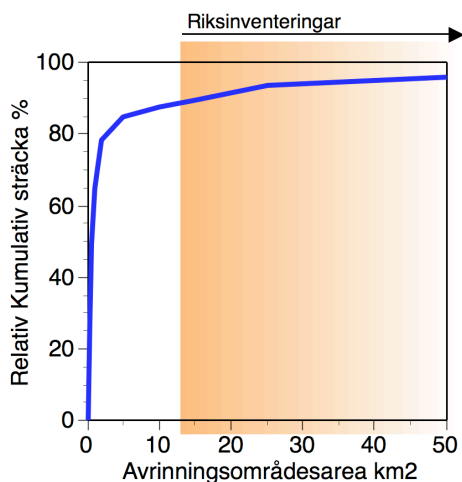
Dataunderlag

Nationell miljöövervakning i vattendrag

Den nationella fortlöpande övervakningen av vattenkemi i vattendrag består av flodmynningar och referensvattendrag (trendstationer). Programmet i flodmynningarna omfattar de större svenska vattendragen samt vissa representativa mindre vattendrag och täcker avrinningen från 85 % av den svenska landarealen. Trots att mätpunkterna i regel ligger uppströms tätorter och industrier vid vattendragens mynningar är de ofta mer eller mindre utsatta från påverkan från jordbruk och andra antropogena källor. Dessutom är flodmynningarna ofta så välbuffrade att de inte påverkas av föroreningen. De flesta mynningsstationerna lämpar sig därför inte för att bedöma föroreningspåverkan.

Referensvattendragen lämpar sig bättre för att bedöma förorening jämfört med flodmynningarna. Stationerna utgör ett representativt urval av vattendrag som inte är direkt påverkade av utsläpp eller intensiv markanvändning. Däremot är storleken på vattendragen ofta för stor för att de ska kunna representera vattendrag där vi förväntar oss finna föroreningspåverkan. Förutom 12 småvattendrag från det gamla PMK-5 programmet är vattendragen större än 15 km², de flesta större än 100 km². Liknande förhållanden gäller även för den regionala övervakningen.

Två yttäckande undersökningar av vattendrag gjordes inom Riksinventeringarna 1995 och 2000. I undersökningarna provtogs cirka 700 slumpvis utvalda vattendrag. Urvalet begränsades till avrinningsområden huvudsakligen mellan 15 och 250 km² (Wilander m.fl., 2003). Avgränsningen neråt gör att undersökningen inte ger någon rättvisande bild av föroreningssituationen i vattendrag, men ger ändå en beskrivning av föroreningstillståndet i mellanstora vattendrag. Därmed är det den enda yttäckande representativa beskrivningen av föroreningstillståndet av vattendrag vi har i Sverige idag. Den bristfälliga representativiteten av miljöövervakningen av vattendrag visas i figur 1.



Figur 1. Jämförelsen mellan fördelningen av vattendrag enligt VSQ och fördelning av provtagna vattendrag i Riksinventeringarna 1995 och 2000.

Synoptiska studier i avgränsade avrinningsområden

Krycklan

Det mest omfattande materialet med vattenkemins variation i tid och rum finns från Krycklanområdet i Västerbotten. Bland annat genomfördes synoptiska provtagningar den 20 maj 2003 (82 punkter) och den 22 april 2004 (87 punkter), delvis under och efter vårfloden. Provpunkternas avrinningsområden varierade i storlek mellan från 0,77 km² i det minsta källflödet till 121 km² i huvudfåran. 44 av provpunkterna 2003 och 53 av provpunkterna 2004 hade en avrinningsområden mindre än 3 km² (<http://ccrew.sek.slu.se>).

Ottervattsbäcken

Synoptisk provtagning 16-20 juni 2000 (61 punkter) och 19-21 augusti 2002 (66 punkter). Avrinningsområdena varierade i storlek från 0,11 km² i det minsta källflödet till 78 km² i huvudfåran. 37 provpunkter 2000 och 32 provpunkter 2002 hade avrinningsområden mindre än 3 km² (Temnerud, 2005).

Sörbäcken

Synoptisk provtagning 14-18 juni 2000 i 44 provpunkter med avrinningsområden från 0,01 km² upp till 200 km² i huvudfåran. 25 provpunkter hade avrinningsområden mindre än 3 km².

Rolfsån

Materialet från Rolfsån består av mätningar av 177 okalkade skogsbäckar, november 2002 (Abrahamsson, 2003). Inga mätningar gjordes i huvudfåran, och alla större vattendrag i avrinningsområdet är dessutom kalkningspåverkade. I två delavrinningsområden inom Rolfsån fanns dock mätdata från huvudfåran att tillgå på annat håll: Gärån och Sörån. Gärån är ett regionalt referensvattendrag och Sörån har ingått i en studie av vattendrag i Västra Götalands län.

Gärån provtas varannan månad. Den mätning som i tiden var närmast Rolfsåns synkrona provtagning är från 10 december 2002. Uppströms mätpunkten finns 11 mätpunkter från provtagningarna i skogsbäckarna, med ARO-areor från 0,0025 till 2,9 km².

I Sörån finns en provtagning i huvudfåran den 11 juli 2001. Även om relevansen för en jämförelse med den synoptiska provtagningen i skogsbäckarna är liten, tas Sörån ändå med i studien i brist på bättre data för att kunna demonstrera metodiken. Uppströms mätpunkten i huvudfåran finns 22 mätpunkter från provtagningarna i skogsbäckarna, med ARO-areor från 0,0025 till 0,7 km².

För Gärån och Sörån som båda är starkt kalkningspåverkade, korrigerades vattenkemin med kvoten mellan icke-marint kalcium och magnesium (Ca*/Mg*).

Ytterligare två delavrinningsområde inom Rolfsåns avrinningsområde, Nolån med 69 mätpunkter, och Sundstorpsån med 9 mätpunkter kunde användas för att studera variationen av vattenkemin i små vattendrag, även om avsaknaden av mätningar i en nedströmspunkt gjorde att det inte gick att studera sambandet mellan nedströms och uppströms vattenkemi.

Försurningsbedömning

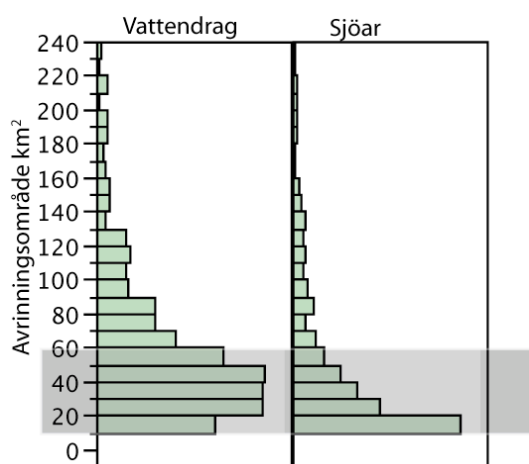
Försurningspåverkan bedömdes som förändring i pH jämfört med ett referensvärde beräknat med den dynamiska modellen MAGIC i enlighet med ett förslag till bedömningsgrunder för försurning (Fölster, 2007). Eftersom MAGIC-modelleringar saknades gjordes motsvarande bedömningar med MAGIC-bibliotek (www.ivl.se/magicbibliotek) för uppskattningen av försurningspåverkan i vattendrag från sjödata. I studien av sambandet mellan nedströms och uppströms kemi användes meta_{MAGIC} (Erlandsson, 2008).

Kan sjökemi representera vattendragskemi?

Yttäckande övervakning av små vattendrag är svårt att åstadkomma till rimliga kostnader eftersom variationen i både tid och rum är stor. Enstaka prover av vattenkemi i vattendrag som vid Riksinventeringarna 1995 och 2000 ger bara begränsad information om tillståndet i vattendraget eftersom vattenkemin varierar så mycket med tiden. Sjökemien däremot varierar betydligt mindre i tiden och ett enskilt prov under höstomblandningen kan oftast ganska väl beskriva tillståndet i sjön. En möjlighet att bedöma förurningstillståndet i vattendrag är att utnyttja resultaten från sjöinventeringarna. Ett sjöprov antas då ge ett flödesvägt medelvärde av kemin i vattendraget uppströms sjön. Angreppssättet förutsätter bl a en omsättningstid hos sjön på ungefär ett år, att interna processer i sjön är försumbara för förurningskemin, att avrinningen till en sjö inte skiljer sig från avrinningen till ett vattendrag av samma avrinningsområdesstorlek och att sjörika regioner inte skiljer sig från sjöfattigare regioner med avseende på förurningstillstånd. I följande avsnitt undersöks om dessa antaganden är rimliga.

Jämförelse av sjökemi och vattendragskemi i riksinventeringarna

Vattendragen för Riksinventeringarna 1995 och 2000 valdes ut inom storleksintervallet 15 - 250 km². Justeringar av provlokaler gjorde att även en del vattendrag ner till 10 km² togs med. För sjöarna var den enda begränsningen att sjöarean skulle vara > 4 ha. Huvuddelen av sjöinventeringen kom därför att utgöras av sjöar med betydligt mindre avrinningsområde. För att få en rättvis jämförelse av vattenkemi mellan sjöar och vattendrag gjordes ett urval av sjöar och vattendrag med avrinningsområden 10-60 km². Den övre avgränsningen i storlek gjordes för att undvika att ett fåtal stora mycket välbuffrade objekt skulle dominera jämförelsen. För sjöar motsvarar fördelningen av avrinningsområdesstorlek den naturliga med exponentiell ökning av antalet sjöar med minskande storlek (figur 2). För vattendragen är fördelningen påverkad av att de mindre storlekarna är underrepresenterade i det vattendragsregister som användes i urvalet av objekt för undersökningen. Kalkningspåverkade vatten uteslöts i jämförelsen.



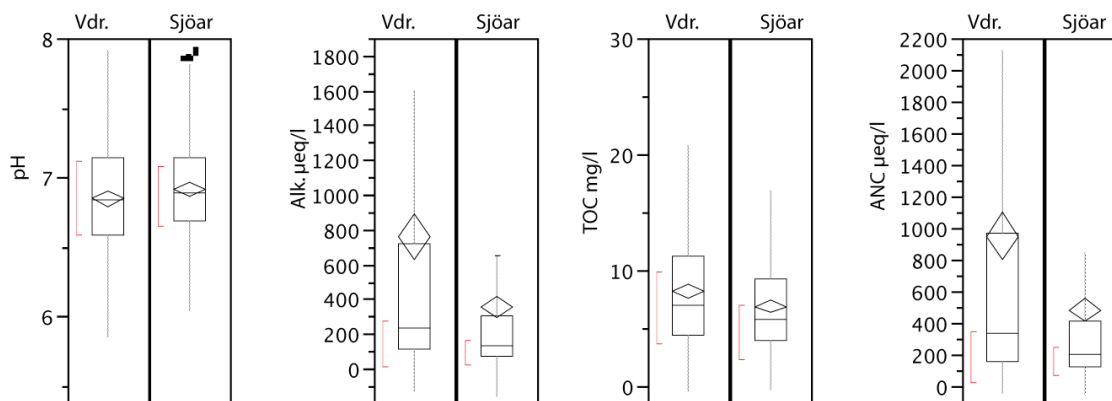
Figur 2. Fördelning av avrinningsområdesstorlekar för vattendrag och sjöar med avrinningsområden 10-250 km². Det grå fältet markerar urvalet av objekt 10-60 km² som användes i jämförelsen mellan sjöar och vattendrag.

Under Riksinventeringen 2000 påverkades resultaten av att vissa regioner drabbades av kraftiga översvämningar vilket påverkade vattenkemin vid provtillfället olika i sjöar och vattendrag. För att få en rättvis jämförelse mellan sjöar och vattendrag, användes enbart data från Riksinventeringen 1995, då flödessituationen var mer normal.

Sjöarnas buffertförmåga var lägre jämfört med vattendragen, både mätt som alkalinitet och som ANC (acid neutralization capacity) (figur 3). Sjöarna hade även lägre halter organiskt kol (TOC) jämfört med vattendragen. Samtidigt som alkaliniteten är lägre, är pH högre i sjöarna, vilket tyder på lägre kolsyratryck i sjöarna. Skillnaderna i ANC mellan sjöar och vattendrag var mest uttalad i Norrlands kustland och i Södra Sverige (tabell 1).

Flera orsaker till den lägre buffertförmågan i sjöar jämfört med vattendrag vid Riksinventeringen 1995 är möjliga:

- Om av avrinningen under hösten i regel är mer välbuffrad än genomsnittet under året kommer sjöarna att vara mindre buffrade eftersom sjövattnet består av avrinning under en längre tid.
- Om regioner med många sjöar per area är mindre buffrade än regioner med färre sjöar per area, kommer det slumpmässiga urvalet av sjöar ge en felaktig beskrivning av avrinningen i hela landet.
- Interna processer i sjön.
- Skillnaden i fördelning av avrinningsområdesstorleken inom klassen 10-60 km² skulle kunna göra att urvalet sjöar är mindre buffrade än vattendragen (figur 1).



Figur 3. Fördelningen av pH, Alkalinitet, TOC och ANC i icke-kalkade vattendrag och sjöar i Riksinventeringen 1995. Boxen anger 25 och 75-percentilen, linjen i boxen markerar medianen, och sträcken anger 10 och 90 percentiler. Romben anger medelvärde med standardavvikelse.

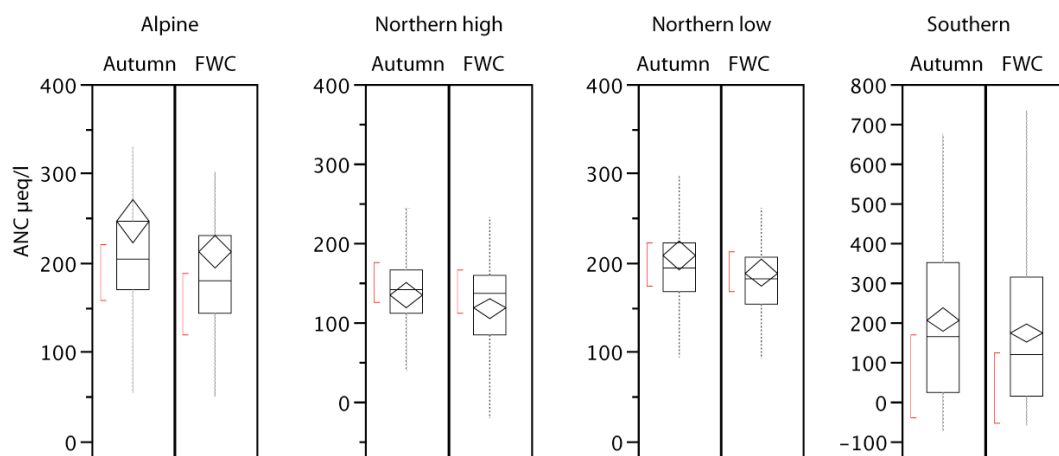
Tabell 1. Skillnad i medianer av vattenkemi mellan okalkade vattendrag och sjöar i Riksinventeringen 1995 med avrinningsområden 10-60 km², uppdelat på regioner. Signifikansen i skillnaderna med Wilcoxon test angivna med "*" för p> 0.05, "**" för p< 0.01 och "***" för p< 0.001

	Fjällen			Norrlands inland			Norrlands lågland			Södra Sverige		
	Vdr.	Sjö	Diff.	Vdr.	Sjö	Diff.	Vdr.	Sjö	Diff.	Vdr.	Sjö	Diff.
Antal	64	100		47	114		61	58		159	133	
pH	7.12	7.04	-0.08	6.79	6.87	0.08	6.72	6.77	0.05	6.97	7.11	0.14 **
Alk/Acid. µeq/l	193	155	-38 *	151	149	-2	187	162	-25 *	648	364	-284 ***
TOC mg/l	2.9	3.2	0.3	6.7	6.1	-0.7	7.4	7.6	0.2	10.5	10.5	0.0
ANC µeq/l	219	191	-29	223	209	-14	305	227	-78 *	893	556	-337 ***

Är höstprov mer välbuffrade än ett flödesvägt medelvärde?

Höstprover i vattendrag jämfördes med flödesvägda årsmedelvärden. Jämförelsen omfattade 56 vattendrag i den nationella miljöövervakningen provtagna 12-18 ggr/år i tidsserier mellan 1 och 20 år. Data begränsades till vattendrag med median ANC < 500 µeq/l. Höstprovet definierades som provet taget samma månad som provet i den närmsta sjön i Riksinventeringen 1995. Höstprovet jämfördes sedan med det flödesvägda årsmedelvärdet beräknat ur dygns eller veckomedelvärden för vattenföringen och linjärinterpolering av vattenkemin mellan provtagningsstillfällena.

Resultaten av jämförelse ger visst stöd åt förklaringen (figur 4). Det flödesvägda årsmedelvärdet av ANC var lägre än höstproverna, även om skillnaden bara var statistiskt signifikant för fjällregionen och Norrlands kustland (tabell 2). Den största skillnaden mellan medelvärde och höstprov var i södra Sverige, men där var variationen för stor för att ge statistisk signifikans.



Figur 4. Fördelning av ANC i höstprover och flödesvägda årsmedelvärden i referensvattendrag i fyra regioner i Sverige. Data omfattar mellan 10 och 25 vattendrag med ANC < 500 µeq/l i varje region provtagna i upp till 20 år vilket gav mellan 9 och 38 jämförelser i varje region. Boxen anger 25 och 75-percentilen, linjen i boxen markerar medianen, och sträcken anger 10 och 90 percentiler. Romben anger medelvärde med standardavvikelse.

Tabell 2. Jämförelse av ANC i höstprov med flödesvägda årsmedel (FWC) i referensvattendrag. Signifikansen i skillnaderna med Wilcox test angivna med "*" för $p > 0.05$, "***" för $p < 0.01$ och "****" för $p < 0.001$

Region	N Vdr	N obs	ANC $\mu\text{eq/l}$ Median			Skillnad
			Höst	FWC		
Fjällen	10	135	214	190	24	**
Norrlands inland	10	99	153	148	5	
Norrlands kustland	11	130	205	192	13	**
Södra Sverige	25	238	186	143	43	

En annan förutsägelse som kan göras utifrån hypotesen att sjöar ger flödesvägda medelvärden av vattenkemin och att höstprover är mer välbuffrade än årsmedel, är att sjöar i RI95 med korta uppehållstider, kommer vara mer välbuffrade än de med längre uppehållstider. I sjöar med korta uppehållstider kommer en stor del av sjövattnet i ett höstprov bestå av vatten från sommaren och hösten, medan sjöar med längre omsättningstid innehåller avrinning från en större del av året. En jämförelse av sjöarna i RI95 uppdelat efter uppehållstid, visade att sjöar med uppehållstider < 3 månader hade som medianvärde 30% högre ANC jämfört med sjöar med omsättningstider mellan 9 och 15 månader (tabell 3). Jämförelsen gjordes för sjöar med ANC < 500 $\mu\text{eq/l}$. Om alla sjöar togs med blev skillnaden i median ANC något större men signifikansen lägre.

Tabell 3. Skillnad i median av ANC för sjöar med olika omsättningstid. Data från sjöar med ANC < 500 $\mu\text{eq/l}$.

Omsättningstid	N obs	Median ANC $\mu\text{eq/l}$
<3 månader	47	245
9-15 månader	43	182
Skillnad		63
p (Wilcox)		0.0013

Är sjörika regioner surare än andra?

Sjöarna i Riksinventeringarna valdes genom ett stratifierat slumpvis urval ur Sjöregistret (SMHI, 1996). Detta leder till att regioner med ett stort antal sjöar per area är överrepresenterade i urvalet. Om sjödensiteten beräknad som antal sjöar per area är positivt korrelerad med ANC innebär det att sjöar i genomsnitt kommer ha lägre ANC jämfört med vattendrag. För att testa detta beräknades antal sjöar per ytenhet, andel sjöyta per ytenhet och längden rinnsträcka per ytenhet för varje delavrinningsområde i SMHI:s avrinningsområdesregister (figur 5). En multivariat analys (PLS) gjordes sedan med ANC som en funktion av landskapsparametrar och vattenkemiska parametrar som inte är direkt relaterade till surhet. I parametrarna ingick också två mått på sjödensitet: Antal sjöar per ha (NLakes), och sjöareal per ha (%Lake Catch) samt vattendragsdensiteten (StreamDens) (figur 6). Förklaringsgraden av ANC med modellen var låg, $r^2 = 0.24$ och parametrarna kopplade till sjö- och vattendragsdensitet hade liten betydelse för modellen. När modellen gjordes separat för varje ekoregion blev den bara signifikant för fjällregionen och då med en låg förklaringsgrad $r^2 = 0.19$. För fjällen var andel sjöyta per ytenhet den viktigaste förklarande

parametern, med antal sjöar per hektar hade liten betydelse för modellen. Det är därför inte troligt att ett slumpat urval av sjöar skulle en annan fördelning av ANC jämfört med ett slumpat urval av vattendrag.

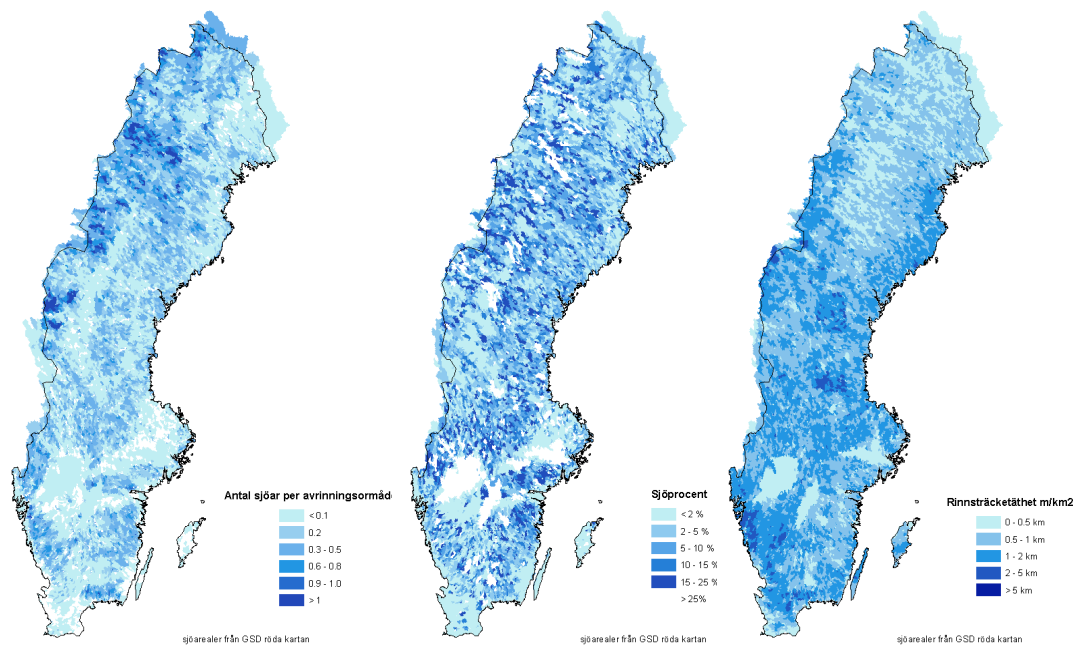


Figure 5. Antal sjöar per ytenhet, andel sjöareal per ytenhet och vattendragsdensitet.

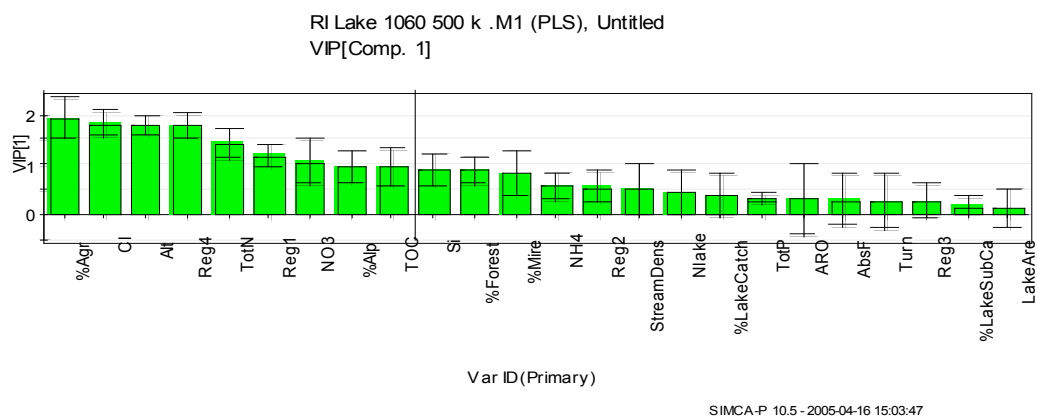


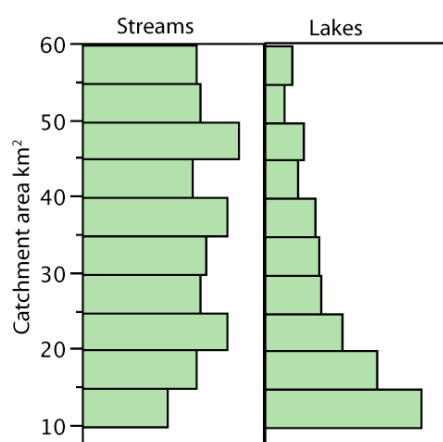
Figure 6. Variablernas betydelse (VIP) i en PLS-modell för sjöar i RI95 med ANC < 500 µeq/l och avrinningsområden mellan 10 och 60 ha. $r^2 = 0.24$, $q^2 = 0.21$, 1 PLS-komponent.

Interna processer i sjöar.

En annan möjlig förklaring till skillnaden i surhet och försurning mellan sjöar och vattendrag är att interna processer i sjöarna påverkar vattenkemin. Eftersom försurningskänsliga sjöar i regel är näringsfattiga, är processer kopplade till biologisk produktion troligen försumbara för vattnets surhetstillstånd. Sedimentation och degradering av löst organiskt material är troligen den sjöinterna process som har störst betydelse för surheten. Däremot har det liten betydelse för försurningspåverkan definierad som förändring i surhet jämfört med ett referenstillstånd förutsatt att halten organiskt material och retentionen i sjön är samma som i förindustriell tid.

Skillnad mellan storleksfördelningen av sjöarna och vattendragen i jämförelsen

Buffertkapaciteten i vattnet är i regel positivt korrelerat till avrinningsområdets storlek. Fördelningen av avrinningsområdena i dataunderlaget med sjöar och vattendrag mellan 10 och 60 km² skilde sig åt. För sjöarna, som var slumpade ur sjöregistret, var fördelningen förskjutet mot fler små avrinningsområden vilket motsvarar den naturliga fördelningen. I vattendragen var däremot fördelningen förskjuten mot fler större vattendrag (figur 1). När materialet avgränsades till ANC < 500 µeq/l var skillnaden i avrinningsstorlek ännu mer utpräglad (figur 7). Det finns därför en risk att skillnaden i ANC mellan sjöar och vattendrag är en artefakt som beror på att sjöarna i genomsnitt hade mindre avrinningsområden jämfört med vattendragen. Det verkar dock som avrinningsområdets storlek har liten betydelse inom det snäva intervallet 10 – 60 km² i detta material. Det var ingen systematisk skillnad mellan grupper av sjöar klassade efter avrinningsområdesstorlek (figur 8).



Figur 7. Fördelningen av avrinningsområdenas storlek för sjöar och vattendrag 10-60 km² med ANC < 500 µeq/l inom Riksinventeringarna 1995 och 2000.

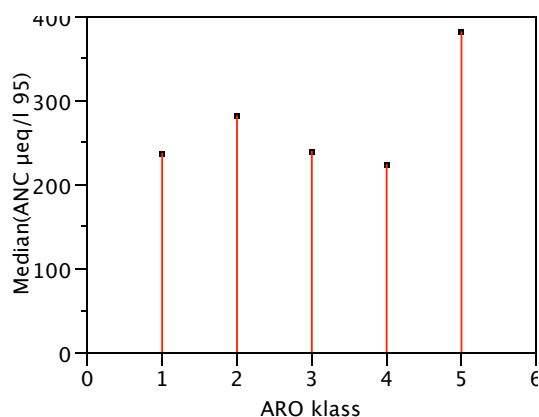


Figure 8. Median ANC för sjöar i RI95 med avrinningsområden mellan 10 och 60 km² uppdelat i klasser med avseende på avrinningsområdesstorlek.

Sammanfattning av bedömning av vattendragsförsurning utifrån sjökemi.

Sjöar var i genomsnitt surare och klarare jämfört med vattendrag av samma storlek. Skillnaden i surhet kan till viss del bero på att proverna togs på hösten då det avrinnande vattnet i genomsnitt är mer välbuffrat än årsmedlet. Vi fann inget stöd för att skillnaden mellan sjöar och vattendrag beror på att sjötäta regioner var överrepresenterade i sjömaterialiet. Det verkar troligt att vattenkemin i sjöar skulle kunna användas för att bedöma försurningspåverkan i uppströms liggande vattendrag. Om sjöns omsättningstid är ungefär ett år kan ett enskilt sjöprov betraktas som ett flödesvägt årsmedelvärde för vattenkemin i tillrinnande vattendrag för de oorganiska ämnen som påverkar surheten d.v.s. baskatjoner och de starka syrornas anjoner.

Bedömning av försurningspåverkan i Sveriges vattendrag uppskattat från sjökemin i sjöinventeringen 2005.

Beräkningsmetodik

Beräkningsmetodiken bygger på att beräkna hur lång rinnsträcka av vattendrag varje sjö i riksinventeringen representerar. Till varje sjö finns en vikt x_i som talar om hur många sjöar i länet den representerar, byggt på förhållandet mellan antalet provtagna sjöar och antalet sjöar i sjöregistret av en viss sjöareaklass och ett visst län (Wilander och Fölster, 2007). Sjöarna i riksinventeringen delades sedan in i 3-4 olika storleksklasser med avseende på avrinningsområdet (ARO). Summan av sjövikterna x_i inom varje län och AROklass beräknades. Kvoten mellan x_i och summan av x_i uttrycker hur stor andel av sjöarna i en viss AROklass och län som en sjö representerar. Denna andel multiplicerades med längden rinnsträcka i varje AROklass och län, l_j . Detta blir den längd rinnsträcka l_i som varje sjö i riksinventeringen representerar:

$$l_i = \frac{x_i}{\sum x_i} \cdot l_j$$

Gränserna för klassindelningen sattes till 0,2, 5, och 15 km² för att få en lagom avvägning av antal klasser och antal objekt i varje klass och län.

Utfallet av beräkningen för 2005

Beräkningen av försurningspåverkan i vattendrag baserat på sjöinventeringen 2005 gav att 9 % av vattendragen i Sverige är försurade och 10% är påverkade av kalkning. (Om bara sjöar > 4 ha används för beräkningen blir resultatet att bara 5 % av rinnsträckan är försurad.) Om de kalkade objekten korrigeras för kalkningspåverkan är 11% försurade (tabell 4).

Försurningspåverkan är störst för små vattendrag med avrinningsområden < 2 km².

Kalkningspåverkan är däremot mest förekommande i objekt med större avrinningsområden. Resultaten avspeglar bl a att ju större avrinningsområde, desto större sannolikhet är det att vattnet är påverkat av uppströms kalkning. Beräkningen av försurningspåverkan i vattendrag utifrån sjödata är förmodligen säkrast när vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan eftersom det är troligt att kalkningsinsatsernas fördelning efter avrinningsområdesstorlek skiljer sig mellan sjöar och vattendrag.

I ett förslag till delmål för försurning av vattendrag inom Miljömålet ”Bara naturlig försurning”, begränsades målet till att gälla för vattendrag > 2 km². Med den avgränsningen är bara 2 % av vattendragen försurade, och om kalkade vatten korrigeras för försurning skulle 5 % vara försurade.

Tabell 4. Försurningspåverkan i vattendrag och kalkning i vattendrag beräknat med data från sjöinventeringen 2005. Försurningspåverkan anges både för okalkade objekt och för samtliga objekt efter att kalkade vatten korrigerats för kalkningspåverkan.

ARO Klass	% Försurat		% Kalkat
	Okalkat	Inkl. kalkat	
< 2 km ²	11	12	7
2-5 km ²	5	9	13
5-15 km ²	2	5	15
>15 km ²	0.6	3	28
Hela Sverige	9	11	10
Hela Sverige > 2 km ²	2	5.1	21

Betydelse av indelningen i storleksklasser

Resultatet av denna beräkning beror av hur många storleksklasser som används och hur gränserna sätts. För att testa om klassindelningen hade någon avgörande betydelse för resultatet gjordes alternativa försurningsbedömningar med fem olika indelningar i storleksklasser (i km²) :

A: 2-5, 5-15, >15

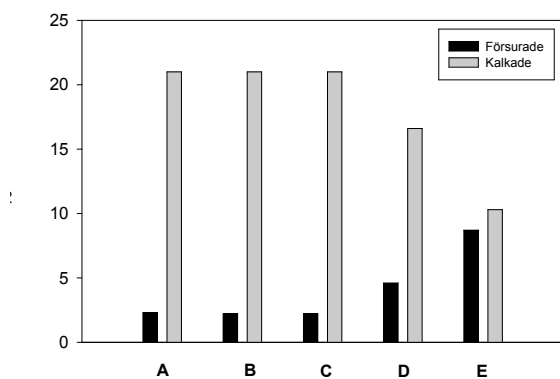
B: 2-5, 5-10, 10-15, >15

C: 2-10, 10-15, >15

D: 1-5, 5-15, >15

E: 0-5, 5-15, >15

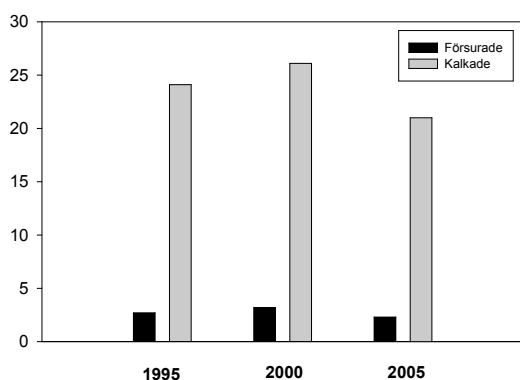
Det enda som tycks spela in för de olika klassningsgränserna är var man sätter den undre gränsen (figur 9). Med den nedre avgränsningen given spelar det ingen avgörande roll om antalet klasser eller klassgränserna justerades något.



Figur 9: Andel försurad respektive kalkningspåverkad rinnsträcka beräknad med de fem olika klassningsgränserna

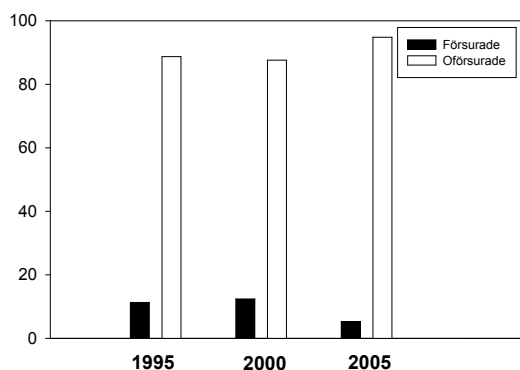
Försurningsutvecklingen 1995-2005

Beräkningen upprepades med samma metodik för riksinventeringarna 1995 och 2000 med avgränsningen neråt till 2 km². Andelen försurad okalkad rinnsträcka var 2,7 % år 1995, ökade till 3,2 % år 2000, och minskade till 2,3 % år 2005 (figur 10). Ökningen mellan 95 och 00 beror sannolikt på de hydrologiska förhållandena år 2000. Även uppgifterna om andelen kalkningspåverkad rinnsträcka varierade mellan åren. I de 1654 sjöarna som var gemensamma för alla tre riksinventeringarna bedömdes 475 vara kalkningspåverkade år 1995, 489 år 2000 och 423 år 2005. Detta beror troligen inte på minskad kalkning utan på ändringar i underlaget med uppgifter om kalkning. Ca 10 % av de sjöar som inte längre bedöms som kalkningspåverkade 2005 bedöms som försurade. Försurningen kan alltså vara något underskattad 95-00, förutsatt att beräkningsmetoden för kalkningspåverkan 2005 är mer korrekt.



Figur 10: Andel försurad respektive kalkningspåverkad rinnsträcka beräknad från riksinventeringarna 1995, 2000 samt 2005.

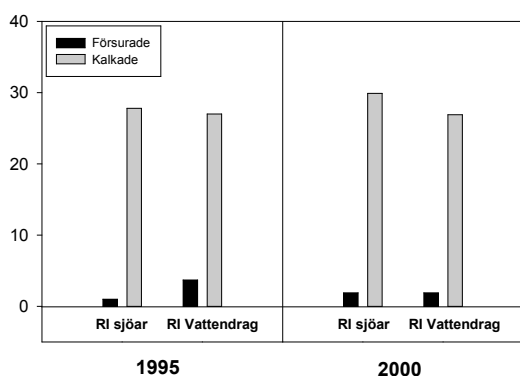
En försurningsbedömning gjordes även efter korrigering av kalkningspåverkan med Ca*/Mg*-kvoten från närliggande, okalkade sjöar. Med korrigering för kalkning var andelen försurad rinnsträcka 11,3 % år 1995, 12,4 % år 2000 och 5,1 % år 2005 (Figur 11).



Figur 11: Andel försurad respektive icke-försurad rinnsträcka beräknad från riksinventeringarna 1995, 2000 samt 2005, med korrigering för kalkning.

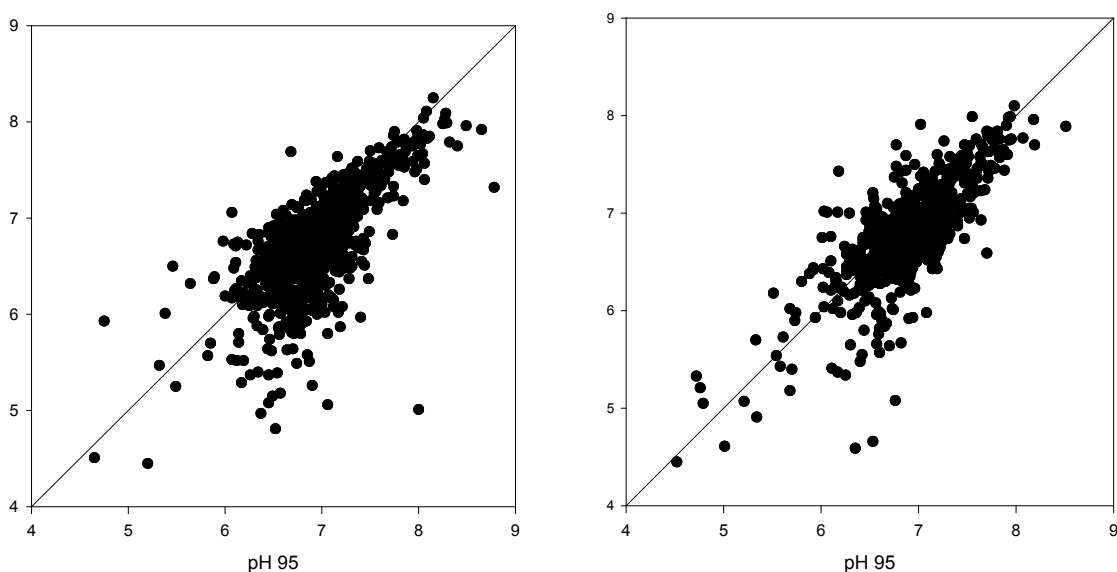
Jämförelse mellan RI vattendrag och beräkning av försurning ur RI sjöar

I Riksinventeringarna 1995 och 2000 ingick provtagningar av både sjöar och vattendrag vilket gör det möjligt att jämföra beräkningen av vattendragsförsurning utifrån sjökemi med en motsvarande uppskattning gjord på vattendragskemi. Eftersom vattendragen i Riksinventeringarna begränsades till avrinningsområdesarea överstigande 15 km², gjordes jämförelsen på sjöar och vattendrag med en ARO-area >15 km².



Figur 12: Andel försurad respektive kalkningspåverkad rinnsträcka beräknad från sjöar i riksinventeringarna, respektive vattendrag i riksinventeringarna 1995 och 2000 (ARO > 15 km²).

År 1995 blir det en ganska stor skillnad mellan de båda bedömningarna av vattendrag med ARO > 15 km². Använder man sjöinventeringen är andelen försurad rinnsträcka 1 % och använder man vattendragsinventeringen är 3,7 % av vattendragen försurade. År 2000 ger däremot sjöarna och vattendragen samma andel försurad rinnsträcka 1,9 % i båda fallen (figur 12). Ett skäl till detta är att sjöarna var betydligt surare 2000 än 1995, vilket inte gäller för vattendragen (figur 13).



Figur 13: pH år 2000 plottat mot pH 95 från RI för sjöar (vänster) och RI för vattendrag (höger).

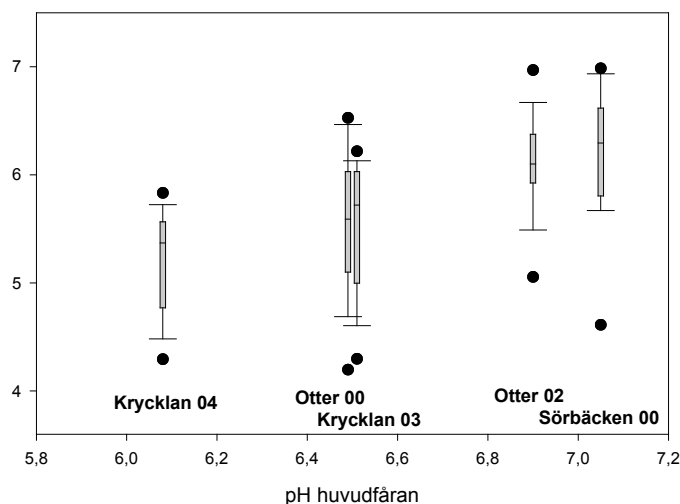
En annan anledning till att försurningen ökar i sjöarna men minskar i vattendragen mellan 1995 och 2000 är att den begränsade storleken av datamaterialet (1010 sjöar och 677 vattendrag) gör att slumpen får en stor betydelse. Exempelvis matchas sex av vattendragen (vilket motsvarar 1 %) med Hagserydssjön i MAGIC-biblioteket i båda riksinventeringarna, för denna har ΔpH har sjunkit från 0,41 till 0,34 mellan 95 och 00, och alltså precis passerat gränsen för vad som bedöms som försurat.

Uppskattning av försurningspåverkan i små vattendrag utifrån nedströms provpunkter

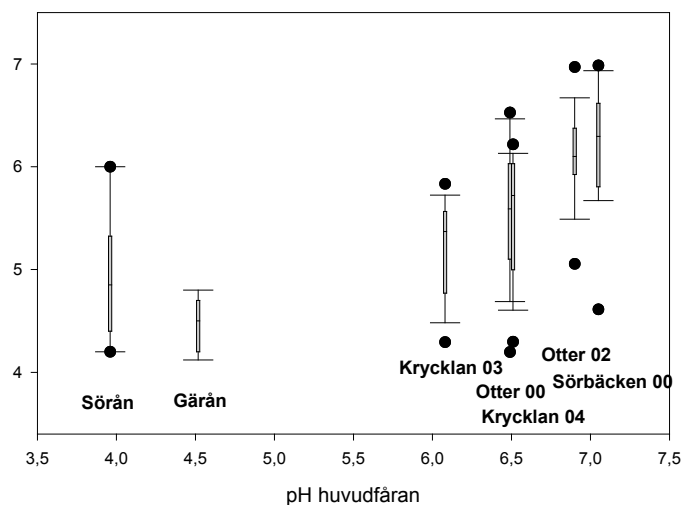
I följande avsnitt redovisas en metodik för att modellera fördelningen av vattenkemi i små vattendrag från mätningar i en nedströms provpunkt. Som exempel på parametrar modellerades pH och försurningspåverkan mätt som ΔpH uppskattat med $\text{meta}_{\text{MAGIC}}$. Med det nuvarande dataunderlaget går det inte att tillämpa metoden för att bedöma försurningspåverkan för hela landet. Studien är istället tänkt att visa på vilka möjligheter som finns då ett mer heltäckande datamaterial finns tillgängligt. Metoden är då tänkt att kunna användas för att beskriva fördelningen av tillstånd och påverkan i små vattendrag i hela Sverige utifrån en synoptisk undersökning av slumpmässigt utvalda större vattendrag.

Samband mellan uppströms och nedströms pH

Korrelationen mellan pH-värdet i huvudfåran och väntevärdet för fördelningen av pH-värdet uppströms är stark ($r^2=0,95$) för de norrländska vattendragen (figur 14). Det är svårt att uttala sig om sambandet gäller för ett större geografiskt område. Tar man med Rolfsån i diagrammet blir sambandet sämre, men det finns alltför många osäkerheter i mätningarna i huvudfåror i Rolfsån för att det ska anses som pålitligt (figur 15).

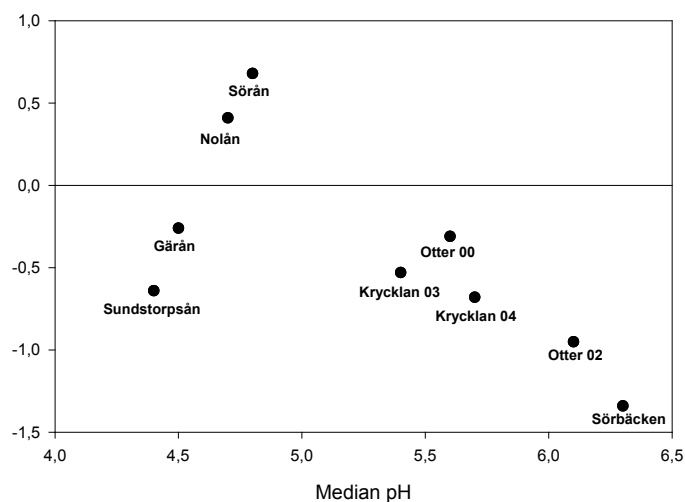


Figur 14. Fördelning av pH-värden i mindre bäckar (aro < 2 km²) uppströms, plottat mot pH-värde i huvudfåran för Krycklan 03 och 04, Ottervattsbäcken 00 och 02, samt Sörbäcken 00.



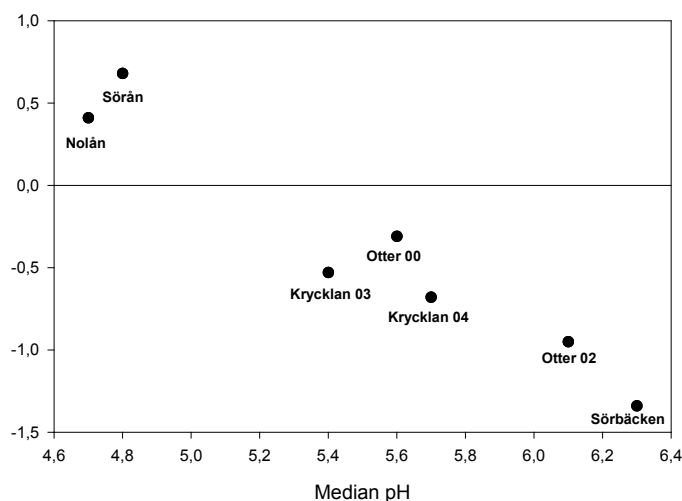
Figur 15. Fördelning av pH-värden i mindre bäckar (aro < 2 km²) uppströms, plottat mot pH-värde i huvudfåran för Krycklan 03 och 04, Ottervattsbäcken 00 och 02, Sörbäcken 00, samt Sörån och Gärån 02.

Skevheten var starkt korrelerad med medianvärdet i fördelningen av pH (figur 16). Positiv skevhet indikerar att toppen i fördelningen är förskjuten åt låga pH-värden, med en svans mot höga pH-värden, negativ skevhet indikerar motsatsen.



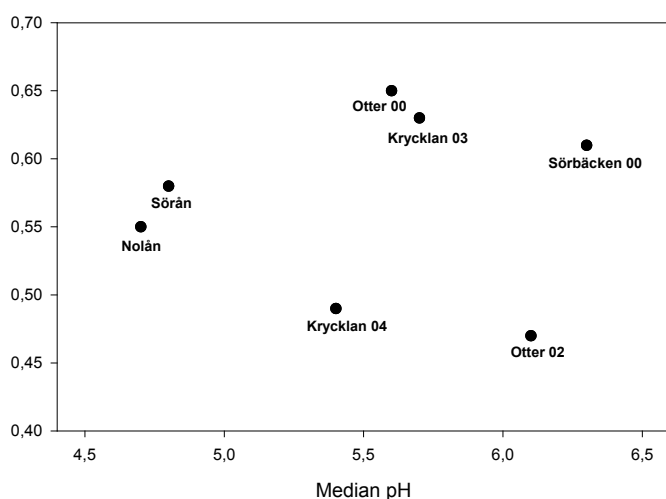
Figur 16. Skevhet för fördelningen av pH-värden i mindre vattendrag, plottad mot medianvärdet för samma fördelning.

Ju högre medianvärdet är i pH-fördelningen, desto mer negativ skevhet. Toppen i fördelningen är alltså förskjuten mot höga pH-värden. Sambandet stämmer dock dåligt för Rolfsån, men om man tar bort Gärån och Sundstorpsån, där det bara finns 11 respektive 9 mätpunkter så får man en mycket stark korrelation ($r^2=0,92$) (figur 17).



Figur 17. Skevhet för fördelningen av pH-värden i mindre vattendrag, plottad mot medianvärdet för samma fördelning, endast avrinningsområden med minst 22 mätpunkter.

Dålig korrelation erhöles mellan pH-värdet i huvudfåran och standardavvikelsen för pH-fördelningen. Det verkar inte som att sura och alkalina områden har olika stor spridning i pH-fördelningen (figur 18).



Figur 18. Standardavvikelsen för fördelningen av pH-värden i mindre vattendrag, plottad mot medianvärdet för samma fördelning.

Betydelse av avrinningsområdets storlek

Variationen i vattenkemin ökar kraftigt ju mindre avrinningsområdet är. I de studerade områdena förekommer pH-värden under 5,5 i stort sett endast i vattendrag med

avrinningsområde mindre än 5 km². Genom att plotta pH-värdet mot ARO-arean för samtliga områden delades vattendragen in i fem olika storleksklasser m.a.p avrinningsområdet (figur 19):

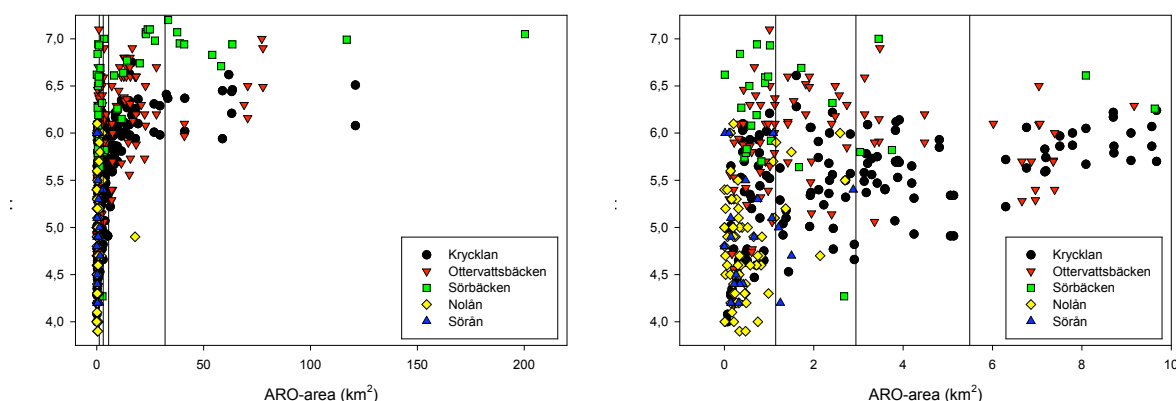
1: < 1,15 km²

2: 1,15 km² – 2,95 km²

3: 2,95 km² – 5,5 km²

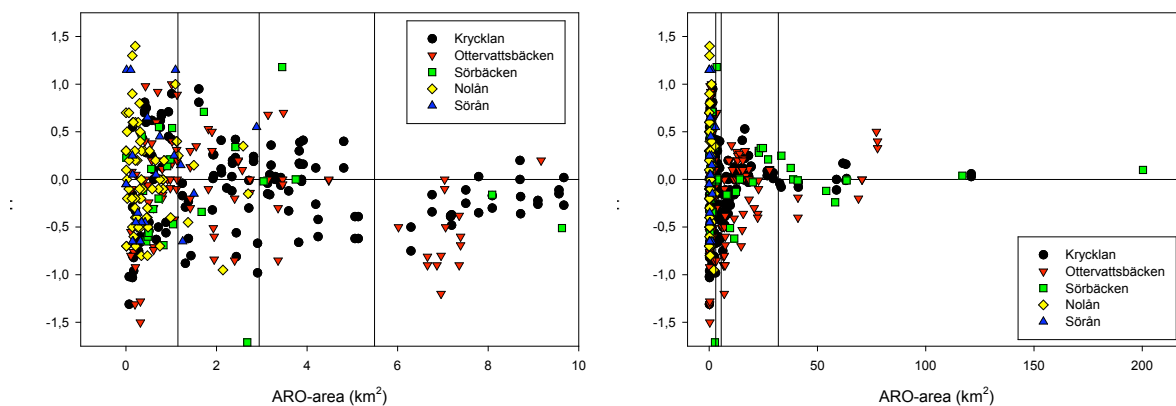
4: 5,5 km² – 32 km²

5: > 32 km²



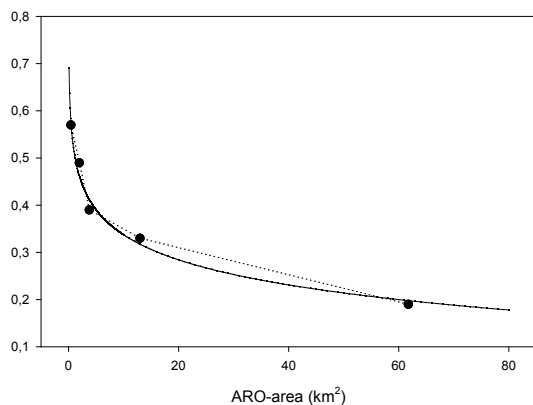
Figur 19. pH-värde plottat mot avrinningsområdets storlek för Krycklan, Ottervattsbacken (i Västerbotten) och Nolån och Sörån (i Västergötland). Gränser för de fem olika storleksklasserna är inlagda i figuren. 0-10 km² till vänster, 0-200 km² till höger.

Standardavvikelsen för pH skiljer sig åt mellan storleksklasserna, men inte mycket mellan de olika områdena. Det finns heller ingen korrelation mellan medianen och standardavvikelsen för pH-fördelningarna. Därför betraktades alla observationer från samtliga områden som en population. De uppmätta pH-värdena normaliserades genom att dra av väntevärdet i respektive fördelning för varje område och storleksklass. Standardavvikelsen beräknades sedan för varje storleksklass för hela populationen av vattendrag (figur 20).



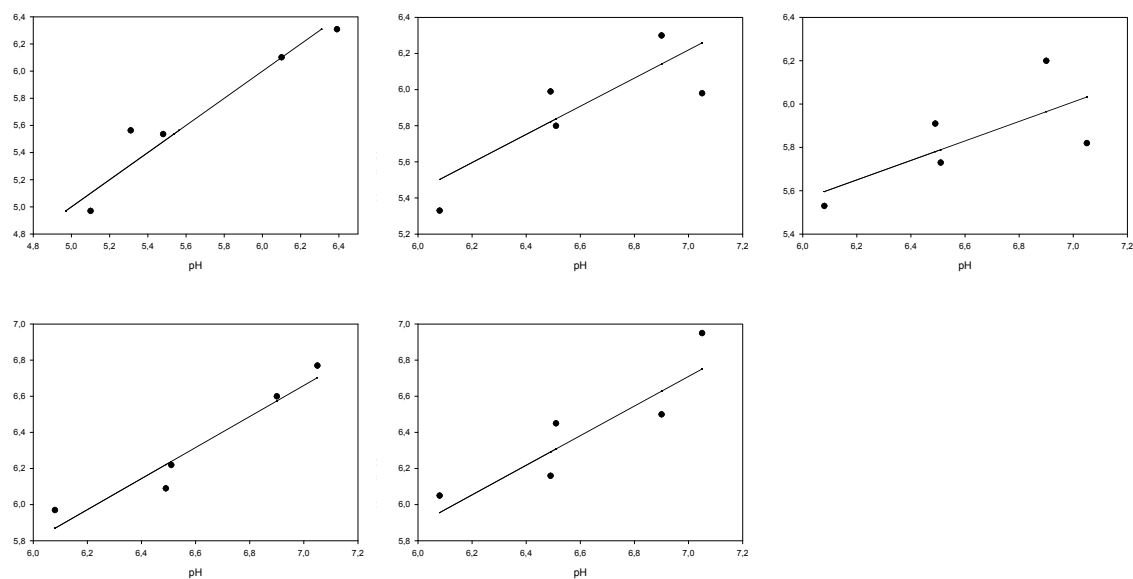
Figur 20. Normaliserat pH-värde (pH – väntevärdet av pH för området och storleksklassen) plottat mot avrinningsområdets area. 0-10 km² till vänster, 0-200 km² till höger.

Genom att avsätta standardavvikelsen av pH-värdet mot medianvärdet av arean för varje storleksklass kunde man anpassa en anpassa en logaritmisk funktion som beskriver hur standardavvikelsen beror av ARO-arean (figur 21).



Figur 21. Standardavvikelsen i pH-fördelningen som funktion av avrinningsområdets storlek: $\sigma = 0,51 - 0,077 \cdot \ln(\text{Area})$. $r^2 = 0,98$.

Funktioner konstruerades också för att prediktera väntevärdet i fördelningen utifrån pH-värdet i huvudfåran. Dessa funktioner är specifika för storleksklassen på avrinningsområdet (figur 22, tabell 5).



Figur 22. Väntevärdet för pH-fördelningen plottat mot pH-värdet uppmätt i huvudfåran för storleksklasserna 0-1,15 km² (övre vänster), 1,15-2,95 km² (övre mitten), 2,95-5,5 km² (övre höger), 5,5-32 km² (nedre vänster), samt >32 km² (nedre mitten).

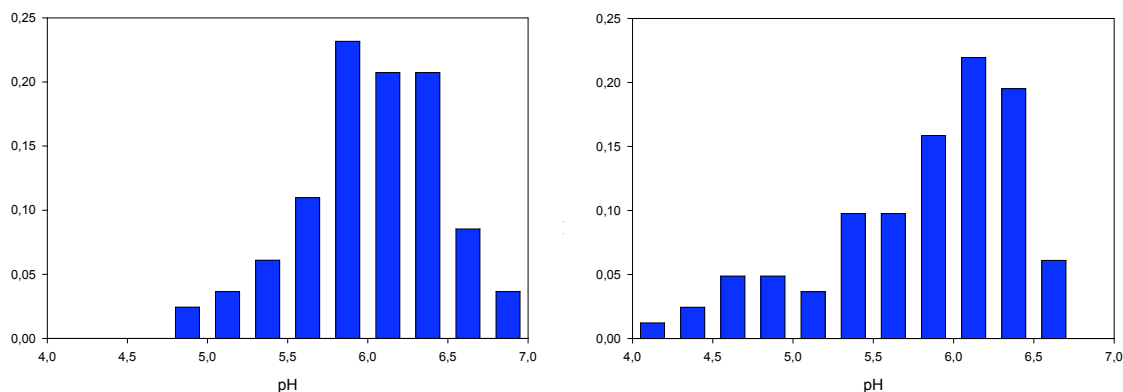
Tabell 5. Modellekvationer för väntevärdet av pH som funktion av pH i huvudfåran (pH_s) för olika storleksklasser.

ARO-storlek	Modellekvation
0 - 1,15 km ²	$-3,42 + 1,38 \cdot \text{pH}_s$
1,15 - 2,95 km ²	$0,76 + 0,78 \cdot \text{pH}_s$
2,95 - 5,5 km ²	$2,86 + 0,45 \cdot \text{pH}_s$
5,5 - 32 km ²	$0,64 + 0,86 \cdot \text{pH}_s$
>32 km ²	$0,97 + 0,82 \cdot \text{pH}_s$

Sammanfattningsvis kan man på detta viset konstruera en fördelning där väntevärdet μ är en funktion av pH uppmätt i huvudfåran, och standardavvikelsen σ är en funktion av avrinningsområdets area. Denna förenklade metod tar dock inte hänsyn till skevheten.

Validering

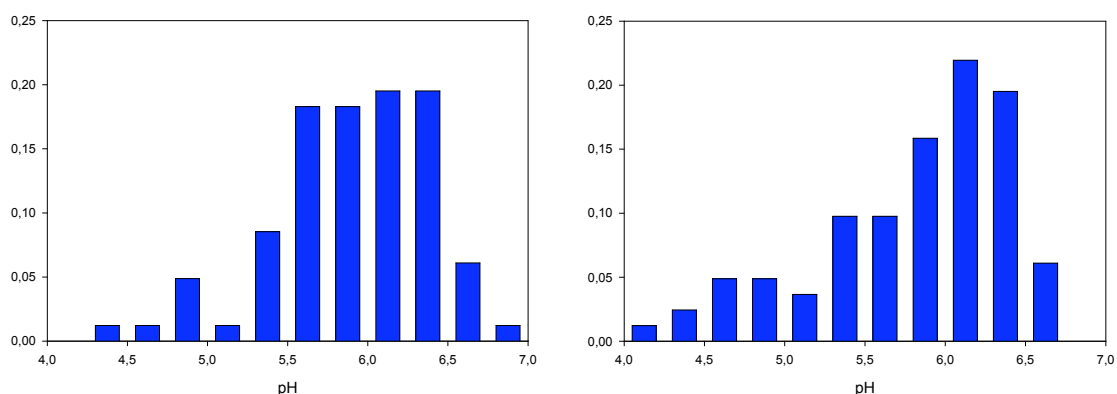
Beräkningsmetoden validerades för området Krycklan 03. Nya regressionsmodeller för standardavvikelsen och väntevärdet av pH-fördelningen beräknades, där Krycklan 03 uteslöts. Sedan användes ekvationerna för att beräkna pH fördelningen för Krycklan 03, och en normalfördelning antogs för pH-fördelningen inom varje storleksklass.



Figur 23. Fördelning av pH-värden i Krycklan 03, simulerade värden till vänster, uppmätta till höger

Den simulerade pH-fördelningen missar de lägsta pH-värdena, vilket beror dels på att Krycklan 03 har något högre standardavvikelse och något lägre väntevärde relativt pH-mätningen i huvudfåran (figur 23 och tabell 6). Dessutom finns en viss skevhet som gör att den verkliga pH-fördelningen har en svans mot lägre pH-värden, och i simuleringen antogs normalfördelning.

Om man inkluderar Krycklan 03 i modellekvationerna blir dock anpassningen lite bättre (figur 24 och tabell 6).



Figur 24. Fördelning av pH-värden i Krycklan 03, simulerade värden till vänster, uppmätta till höger. I modellekvationerna för simuleringen inkluderades Krycklan 03.

Tabell 6. Data för de simulerade och den uppmätta pH-fördelningen för Krycklan 03

	Simulerad (Krycklan ej med i regressionsmodellerna)	Simulerad (Krycklan med i regressionsmodellerna)	Verklig
Median	6,03	5,96	6,00
75 ^{te} percentilen	6,33	6,27	6,26
25 ^{te} percentilen	5,77	5,57	5,46
Min pH	4,90	4,29	4,00
Max pH	6,85	6,87	6,75
Standardavvikelse	0,43	0,49	0,60
Skevhets	-0,42	-0,68	-1,01

Surhetsklassning av mindre vattendrag med RI vattendrag

Med hjälp av de konstruerade funktionerna för väntevärde och standardavvikelse i pH-fördelningen kan man uppskatta fördelningen av pH uppströms alla vattendrag i riksinventeringen 1995. Som utgångspunkt användes ett GIS-underlag baserat på VSQ som redovisar längden vattendrag i varje län, uppdelat i ett antal olika storleksklasser. Följande storleksklasser användes:

- 1: 2-5 km²
- 2: 5-10 km²
- 3: 10-15 km²
- 4: 15-25 km²

Funktionen för standardavvikelsen är kontinuerlig m.a.p area, men det är nödvändigt att skapa nya funktioner för väntevärdet i pH-fördelningarna, då storleksklasserna är andra än tidigare. Som tidigare gjordes detta från materialet Krycklan 03 och 04, Ottervattsbäcken 00 och 02 och Sörbäcken (tabell 7).

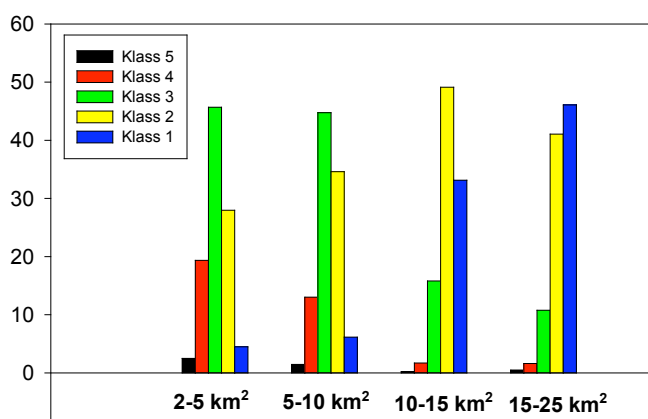
Tabell 7. Modellekvationer för väntevärdet av pH som funktion av pH i huvudfåran (pH_s) för olika storleksklasser.

ARO-klass	Regressionequation	r ²
1	$\mu_{pH} = 2,7 + 0,48 \cdot pH_{stream}$	0,51
2	$\mu_{pH} = 1,7 + 0,64 \cdot pH_{stream}$	0,53
3	$\mu_{pH} = 1,7 + 0,70 \cdot pH_{stream}$	0,95
4	$\mu_{pH} = 0,22 + 0,94 \cdot pH_{stream}$	0,78

Från riksinventeringen användes sedan vattendragen med ARO mellan 25 och 100 km² (n = 456). Om man sedan antar att längden rinnsträcka i ett avrinningsområde är proportionerlig mot avrinningsområdets storlek så kan man beräkna en vikt för varje vattendrag i riksinventeringen. Denna beräknades länsvis, och är ARO-arean delat med summan av samtliga ARO-areor inom länet. Denna vikt multiplicerades med längden rinnsträcka inom varje län och storleksklass för att få fram längden rinnsträcka vattendraget representerar.

$$l_x = \frac{Area_x}{\sum Area_{län}} \cdot \sum l_{AROklass, län}$$

Genom att anta normalfördelning, med väntevärde och standardavvikelse beräknad med regressionsekvationerna från Krycklan (m.fl.) kunde sannolikheten för att ett vattendrag i en viss storlekssklass befinner sig i en viss surhetsklass (enligt bedömningsgrunder) beräknas, för vattendragen uppströms provplatserna i riksinventeringen. Denna sannolikhet multiplicerades med längden rinnsträcka provplatsen representerar (l_x). Sedan kan man summera längden rinnsträcka i varje surhetsklass, för att få en procentuell fördelning av längden rinnsträcka i varje surhetsklass (figur 25).



Figur 25. Andelen rinnsträcka i varje surhetsklass för fyra olika storlekssklasser av ARO-områden, beräknat från vattendrag inom Riksinventeringen 95.

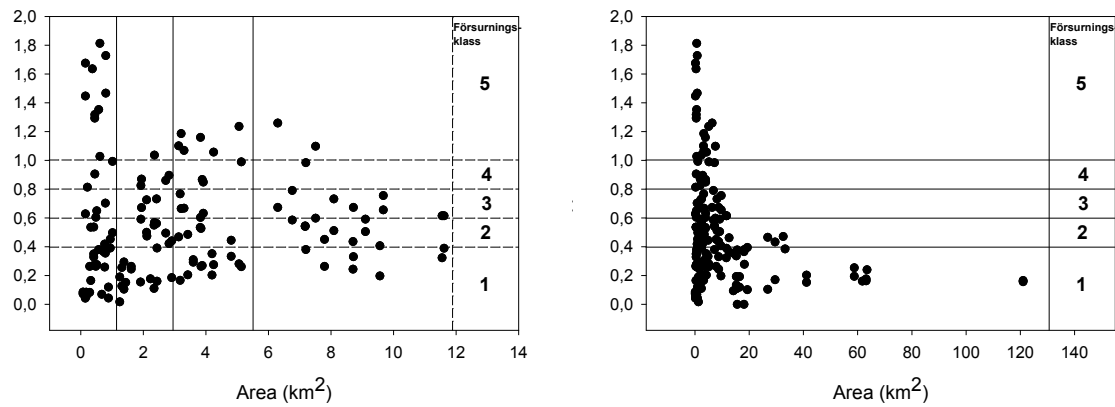
Försurningsbedömning

Precis som för pH, kan försurningspåverkan uttryckt som ΔpH beräknas från nedströms vattendrag. Försurningsbedömning gjordes för Krycklan 03 och 04 med meta_{MAGIC}, och ΔpH plottades mot avrinningsområdets area. För de övriga avrinningsområdena var materialet alltför bristfälligt med avseende på de analyserade kemiska parametrarna.

Areaberoendet av försurningspåverkan påminner starkt om det för pH (figur 26). ΔpH är ganska konstant ned till en ARO-storlek av 30 km², för mindre avrinningsområden finns en viss spridning, och för de allra minsta avrinningsområdena, under 1 km², är spridningen störst. Det bör dock påpekas att materialet är mycket begränsat. Det kan också tyckas förvånande att det finns en så pass utbredd försurning i Krycklan, anledningen är troligen att området har naturligt höga sulfathalter. Om man studerar areaintervall 0-10 km² noggrannare så verkar det rimligt att man kan använda sig av samma klassningsgränser för standardavvikelsen för som för pH, även om det i det här materialet inte finns något stöd för att det behövs en gräns vid 2,95 km² (figur 26).

Resultaten indikerar att det är möjligt att prediktera försurningspåverkan i små vattendrag från nedströms kemi. Med ett större datamaterial omfattande fullständig jonbalans från ett flertal

avrinningsområden över hela Sverige vore det möjligt att försöka ta fram fördelningsfunktioner för fler variabel för hela landet, inklusive ΔpH .



Figur 26. ΔpH beräknat med $\text{meta}_{\text{MAGIC}}$ plottat mot avrinningsområdets area för Krycklan 03 och 04. Gränserna för de olika försumningsklasserna finns inlagda i diagrammet. 0-10 km^2 till vänster, 0-200 km^2 till höger

Avslutande kommentarer

Ovanstående rapport visar på två möjliga vägar att bedöma andelen försurad rinnsträcka.

- Det ena baserar sig sjödata. Genom att använda resultat från synoptiska sjöinventeringar kan andelen försurad rinnsträcka bedömas utifrån Omdrevsprogrammet för sjöar inom den befintliga miljöövervakningen. Fördelen med att använda sjödata jämfört med vattendragsdata är dessutom att sjökemin inte är lika variabel som vattendragskemi. Ett enskilt sjöprov representerar därför hela avrinningen från avrinningsområdet bättre jämfört med ett enskilt vattendragsprov. Det kvarstår dock en osäkerhet om hur pass representativ sjökemin är för vattendragskemi med motsvarande avrinningsområdesstorlek.
- Den andra metoden bygger på att vattenkemin i små vattendrag modelleras från vattendragskemi i nedströms punkter. För att metoden ska kunna bli användbar krävs ett större datamaterial med synoptiska provtagningar av vattendrag i ett flertal avrinningsområden fördelade över hela landet. Metoden bygger också på att det sker en utökning av miljöövervakningen med någon form av tidsserieprovtagning i ett representativt urval av vattendrag.

En tredje sätt att bedöma försurningspåverkan i vattendrag som inte behandlas här är att genomföra en provtagning av slumpmässigt utvalda vattendrag liknande Riksinventeringarna 1995 och 2000, men som omfattar även vattendrag mindre än 15 km².

Referenser

- Abrahamsson, I., 2003. Försurning och åtgärdsbehov inom Rolfsåns avrinningsområde. En undersökning av vattenkvaliteten i små skogsbäckar 2002. Rapport 2003:24, Länsstyrelsen i Västra Götaland, Vänersborg.
- Erlandsson, M. (2003). Beskrivning av försurningsstatusen i Sveriges vattendrag. Examensarbete UPTEC W 03 028. ISSN 1401-5765.
- Erlandsson, M., K. Bishop, J. Fölster and A. Wilander (2008). "A meta-model based on MAGIC to predict the pre-industrial acidity status of surface waters." Aquatic Science **70**: 238-247.
- Fölster, J. (2007). "Förslag till Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Inst. för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:9." 28.
- Naturvårdsverket (2003). "Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket. Rapport 5317."
- Nisell, J., Lindsjö, A. och Temnerudm J., 2007. "Ett virtuellt vattendragsnätverk för Sverige" Inst. för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:17.
- SMHI (1996). Svenskt sjöregister. Volym 1 och 2. SMHI Svenskt Vattenarkiv. Nr 71.
- Temnerud, J., 2005. Spatial Variation of Dissolved Organic Carbon along Streams in Swedish Boreal Catchments. Doktors avhandling, Örebro universitet, Örebro, 41 s.
- Wilander, A., R. Johnson, W. Goedkoop and L. Lundin (1998). "Riksinventering 1995. Naturvårdsverket. Rapport 4813."
- Wilander, A., Johnson, R.K. och Goedkoop, W., 2003. Riksinventering 2000, Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2003:1.
- Wilander, A. and J. Fölster (2007). Sjöinventeringen 2005 - En synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges sjöar. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2007:16.